

Efectos a corto y medio plazo de una quema prescrita sobre diferentes propiedades del suelo



Trabajo Fin de Grado

Grado en Ciencias Ambientales 2022/2023

Autora:

Elisabeth Miralles Candela

Tutor:

Jorge Mataix Solera

Cotutora:

Victoria Arcenegui Baldo

Cotutor externo:

Álvaro Fajardo Cantos

COIR:

TFG.GCA.JMS.EMC.230510

Facultad:

Ciencias Experimentales

Departamento:

Agroquímica y Medio Ambiente

Área de conocimiento:

Edafología Y Química Agrícola



Resumen

El fuego es un elemento natural propio de los bosques mediterráneos. Sin embargo, la distorsión del régimen de incendios en frecuencia e intensidad por causas antrópicas ha provocado un aumento de la vulnerabilidad de los ecosistemas mediterráneos. Una de las causas principales de esta distorsión es el abandono del medio rural de las últimas décadas, lo que ha provocado la existencia de una mayor homogeneidad y continuidad del paisaje con el consiguiente aumento del combustible. Esto hace cada vez más importante el uso de herramientas de gestión para redirigir el régimen de incendios hacia uno más sostenible y evitar los incendios catastróficos. Este estudio tiene como objetivo evaluar los efectos en propiedades del suelo a corto y medio plazo de una quema prescrita, realizada en el SE de España, con el fin de valorar la quema como herramienta de gestión forestal. Los resultados indican que no hay diferencias significativas a corto y medio plazo, por lo que el impacto en el suelo es inapreciable. Esto hace de la quema prescrita una herramienta de gestión forestal adecuada, la cual hay que prestar especial atención cuando se aplique en suelos que presenten en su naturaleza repelencia al agua.

Palabras clave: *quema prescrita, suelo mediterráneo, repelencia al agua, gestión forestal.*

Abstract

Fire is a natural element typical of Mediterranean forests. However, the distortion of the fire regime in frequency and intensity due to anthropic causes has caused an increase in the vulnerability of Mediterranean ecosystems. One of the main causes of this distortion is the abandonment of the rural environment in recent decades, which has led to the existence of a greater homogeneity and continuity of the landscape with the consequent increase in fuel. This makes it increasingly important to use management tools to redirect the fire regime towards a more sustainable one and avoid catastrophic fires. This study aims to evaluate the effects on soil properties in the short and medium term of a prescribed burning, carried out in the SE of Spain, in order to assess burning as a forest management tool. The results indicate that there are no significant differences in the short and medium term, so the impact on the soil is negligible. This makes prescribed burning an appropriate forest management tool, which must be given special attention when applied to soils that are naturally water repellent.

Keywords: prescribed burning, Mediterranean soil, water repellency, forest management.

Agradecimientos

El presente Trabajo Final de Grado se lo quiero agradecer en primer lugar a mis tutores Jorge Mataix Solera y Victoria Arcenegui Baldo por haber aceptado ser mis tutores. Por vuestros consejos y ayuda inestimada. Os estaré siempre agradecida por vuestra calidad como profesores y personas. He aprendido infinitamente de vosotros.

También quiero dar las gracias a todo el Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente por su trato conmigo.

A mi compañero de universidad y amigo Mario porque mi paso por la universidad no hubiera sido lo mismo sin ti.

A Jonatan por creer en mí, no soltarme la mano y hacer tanto bien en mi vida.

A mis padres por darme la oportunidad de estudiar que ellos no tuvieron.

A Sandra por sus consejos y empujarme a superar los obstáculos siempre.

A mis hermanos Albert y Pablo por aguantar mis momentos de estrés.

Por último, se lo quiero dedicar a mi abuelo, por inculcarme su amor por la naturaleza. Me enseñaste a trabajar con esfuerzo, honestidad, humildad y poniendo el corazón. Espero que allá donde estés te sientas orgulloso de mí.

1. Introducción	7
2. Antecedentes y objetivos	10
3. Material y métodos	10
3.1 Descripción de la zona de estudio estudio	10
3.2 Diseño experimental	12
3.2.1 Quema prescrita	13
3.2.2 Toma de muestras	14
3.2.3 Análisis de laboratorio	15
3.2.4 Análisis estadístico	16
4. Resultados	17
4.1 Carbono orgánico	17
4.2 Nitrógeno	18
4.3 Relación Carbono/Nitrógeno	19
4.4 Carbono de la biomasa microbiana	20
4.5 Respiración edáfica basal	21
4.6 Cociente Metabólico (qCO₂)	22
4.7 Repelencia al agua	22
5. Discusión	24
6. Conclusiones	28
7. Proyección futura	29
8. Bibliografía	30

1. Introducción

El fuego es un factor ecológico. Forma parte del medio natural desde que las plantas vasculares colonizaron la superficie de la Tierra hace 420 millones de años (Scott y Glasspool, 2006; Scott, 2010; Scott *et al.*, 2014). Ha ejercido un papel clave en la evolución de los ecosistemas a lo largo de la historia (Pausas y Keeley, 2009). Y aunque los incendios forestales son un fenómeno común a nivel mundial, algunos ecosistemas están más adaptados que otros a esta perturbación (Mataix-Solera *et al.*, 2021). Son muchos los ecosistemas modelados por el fuego, tanto en su composición como en su estructura (Bond *et al.*, 2005; Krawchuk *et al.*, 2009; Pausas y Keeley, 2009; Pausas y Ribeiro, 2013; Archibald *et al.*, 2018; He y Lamont, 2018).

Ejemplo de ello son los ecosistemas mediterráneos. Estos ecosistemas, se desarrollan en regiones con un clima que favorece la presencia del fuego en la época estival, caracterizado por la existencia de una vegetación densa, un verano largo y seco y tormentas secas (Pausas, 2018). Por lo que se trata de ecosistemas donde los incendios aparecen con recurrencia (Tessler *et al.*, 2016a, b), lo que les ha conferido una mayor resiliencia a tales fenómenos (Francos *et al.*, 2016, Keeley *et al.*, 2012).

Para que se produzcan incendios forestales es necesario que coexistan tres factores a la vez. El primer factor es la existencia de igniciones de origen natural o antrópico, seguido de un combustible denso y continuo, y, por último, un bajo porcentaje de humedad del combustible. Además, estos factores no se relacionan de manera lineal. Existe un valor umbral para cada factor a partir del cual la probabilidad de que se produzca un incendio forestal crece de forma exponencial (Pausas, 2021).

El problema que existe en la actualidad en torno a los incendios forestales es que, pese a ser un factor natural y propio de estos ecosistemas, el régimen de incendios se encuentra distorsionado en su frecuencia e intensidad (Pausas, 2010). Son diferentes las causas que han llevado a esta situación. Una de las causas principales es la falta de heterogeneidad y discontinuidad en el paisaje (Pausas, 2022). Esto se debe a cambios de tipo socioeconómico como son el abandono rural de las últimas décadas, y el consecuente abandono del pastoreo, de los cultivos y la tala para recolección de madera, lo que ha provocado el aumento de la carga de combustible (Pausas, 2018).

Otra de las causas de esta modificación del régimen de incendios es el aumento de riesgo de igniciones por el aumento de la interfaz urbano-forestal (Pausas, 2021). Por último, a estos factores se unen las políticas de extinción de incendios (provocando

la llamada “paradoja de la extinción”) y el cambio climático. Todo ello ha producido un incremento de la vulnerabilidad de los ecosistemas mediterráneos a los incendios forestales (Pereira *et al.*, 2016) puesto que el número de incendios forestales no se asocia con el número de hectáreas quemadas (Figura 1).

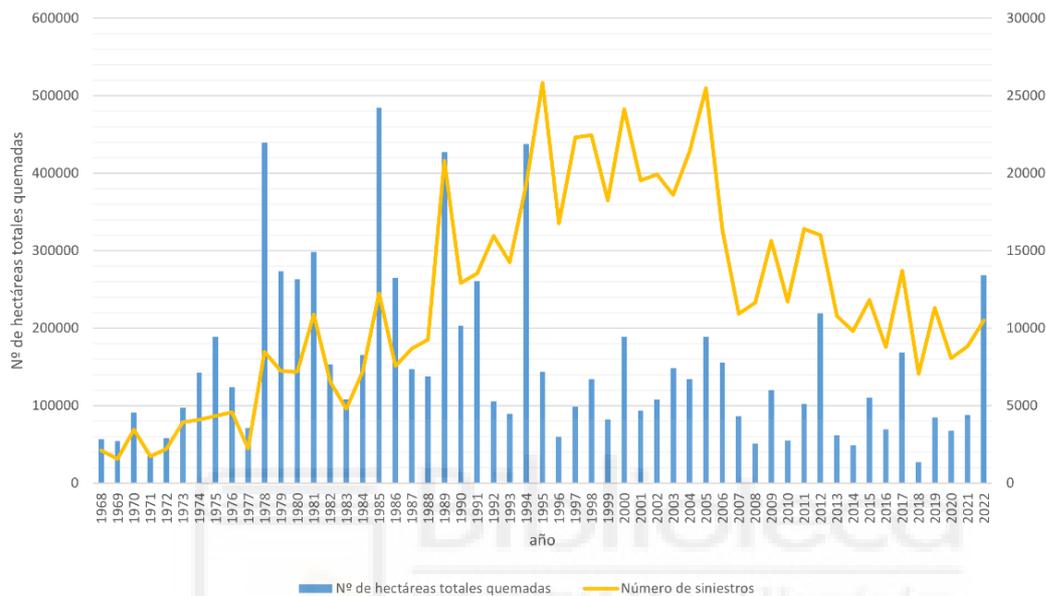


Figura 1. Número de siniestros y número de hectáreas quemadas en España en el periodo 1968-2022. (Fuente: elaboración propia a partir de datos del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico).

Este desajuste entre el número de incendios y la superficie quemada se debe a que los Grandes Incendios Forestales (GIFs) se están propagando cada vez con mayor facilidad y son más complicados de extinguir, por lo que existe una tendencia a incrementarse el tamaño de estos incendios (Úbeda *et al.*, 2023) (Figura 2). Además, al problema de los GIFs se añaden los incendios llamados de Sexta Generación. Se trata de incendios forestales capaces de liberar elevadas cantidades de energía y con un comportamiento errático y sorpresivo (Bosch, 2019), lo que los convierte en incendios catastróficos.

Este desajuste y la severidad de los incendios puede tener efectos importantes sobre los recursos hídricos, la vegetación y la fauna, pero también sobre el suelo, un recurso natural no renovable a escala temporal humana.

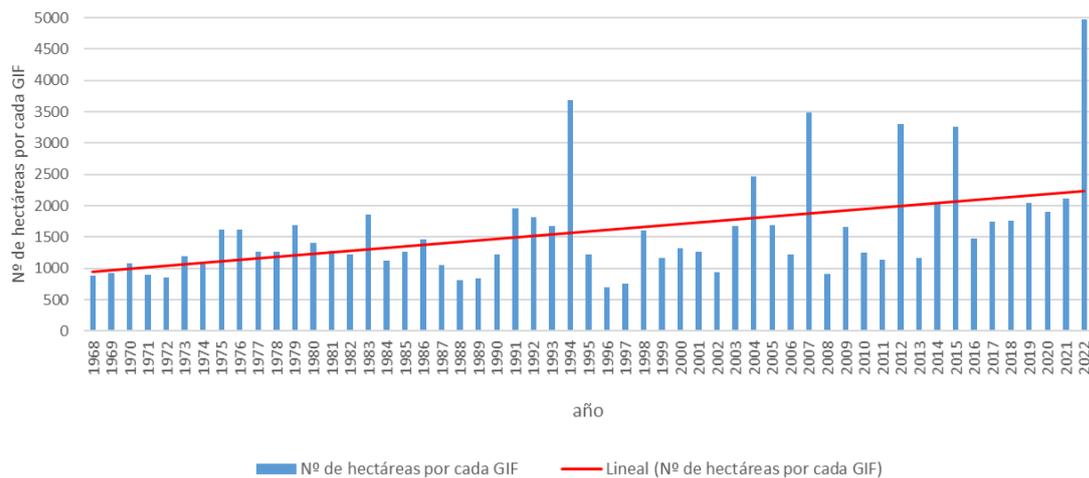


Figura 2. Número de hectáreas quemadas por cada Gran Incendio Forestal (GIF) en España en el periodo 1968-2022. (Extraído de Úbeda et al., 2023 y basados en datos oficiales del Ministerio para la Transición Ecológica y el reto Demográfico y EFFIS).

Por todo ello, el uso de herramientas para la prevención mediante la gestión adecuada del combustible se hace urgente, en este nuevo escenario de GIFs e incendios de sexta generaciones al que nos estamos enfrentando.

Una de las herramientas para la gestión del combustible es la quema prescrita. Esta se describe como el uso de fuego bajo condiciones tanto climáticas como de combustible determinadas para obtener objetivos específicos y metas de manejo a largo plazo (Wade y Lunsford, 1989). Se trata de una herramienta muy utilizada en Australia, EE. UU. y Canadá (Fernandes, 2015). Durante las últimas décadas, en la Cuenca del Mediterráneo, la quema prescrita está siendo cada vez más aceptada y se está implementando de forma creciente como estrategia de gestión (Fernandes *et al.*, 2013). Estas quemas controladas se realizan en zonas previamente seleccionadas para disminuir la propagación del fuego y la intensidad de los GIFs (Boer et al., 2009, Coop *et al.*, 2016, Lydersen *et al.*, 2017). De hecho, recientes investigaciones han demostrado que las quemas prescritas utilizadas a intervalos de 2 a 3 años en los ecosistemas de bosques disminuyen el riesgo de daños producidos por el fuego (Kobziar *et al.*, 2015).

Esta herramienta, además de utilizarse como silvicultura preventiva frente a incendios para reducir la cantidad y continuidad de combustibles, proporciona otros beneficios como el control de plantas invasoras, insectos y enfermedades, restauración de especies autóctonas con mayor tolerancia al fuego, aumentar la calidad del pasto y conservar la biodiversidad (Fernandes y Botelho, 2003). Por lo que respecta a los impactos negativos que puedan tener, es necesario emplear de forma efectiva, los conocimientos disponibles. Se ha demostrado que el fuego puede afectar a las

propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo debido a la severidad del fuego, el clima, la topografía, el tipo de combustible y el tipo de suelo (Certini, 2005; Fernández-González *et al.*, 2017; Whitman *et al.*, 2019). Por lo general son fuegos de baja intensidad y en definitiva debería esperarse que su impacto en el suelo no sea severo, pero son necesarios estudios que lo corroboren en diferentes escenarios de clima, tipo de suelo, vegetación, etc. Estudiar por tanto los efectos de las quemas prescritas a corto y medio plazo en el suelo es de gran importancia para una mejora de los planes de gestión del combustible.

2. Antecedentes y objetivo

Este estudio pretende continuar la investigación realizada en un previo Trabajo Fin de Grado (Sanchis, 2022) en el que se estudió el efecto inmediato de esta quema prescrita realizada en el SE de la península ibérica sobre propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo. Los resultados del anterior TFG mostraban claramente que el impacto de la quema en el suelo era mínimo, pero el suelo mostraba repelencia al agua y al quedar sin vegetación era de interés monitorizar la evolución con el tiempo por si se producían procesos erosivos que afectasen indirectamente a la calidad del suelo. En este caso se ha estudiado el efecto a corto y medio plazo de la quema prescrita mediante la realización de dos muestreos posteriores y la comparación con el anterior.

El objetivo principal es verificar si se producen o no cambios en las propiedades del suelo con el tiempo y valorar el impacto de esta herramienta de gestión forestal en el suelo.

3. Materiales y métodos

3.1 Descripción de la zona de estudio

El estudio se llevó a cabo en el municipio de Ayna, en la provincia de Albacete (38°32'17.88"N; 2°6'18.00"E), ubicado en el sureste de España (Figura 3).

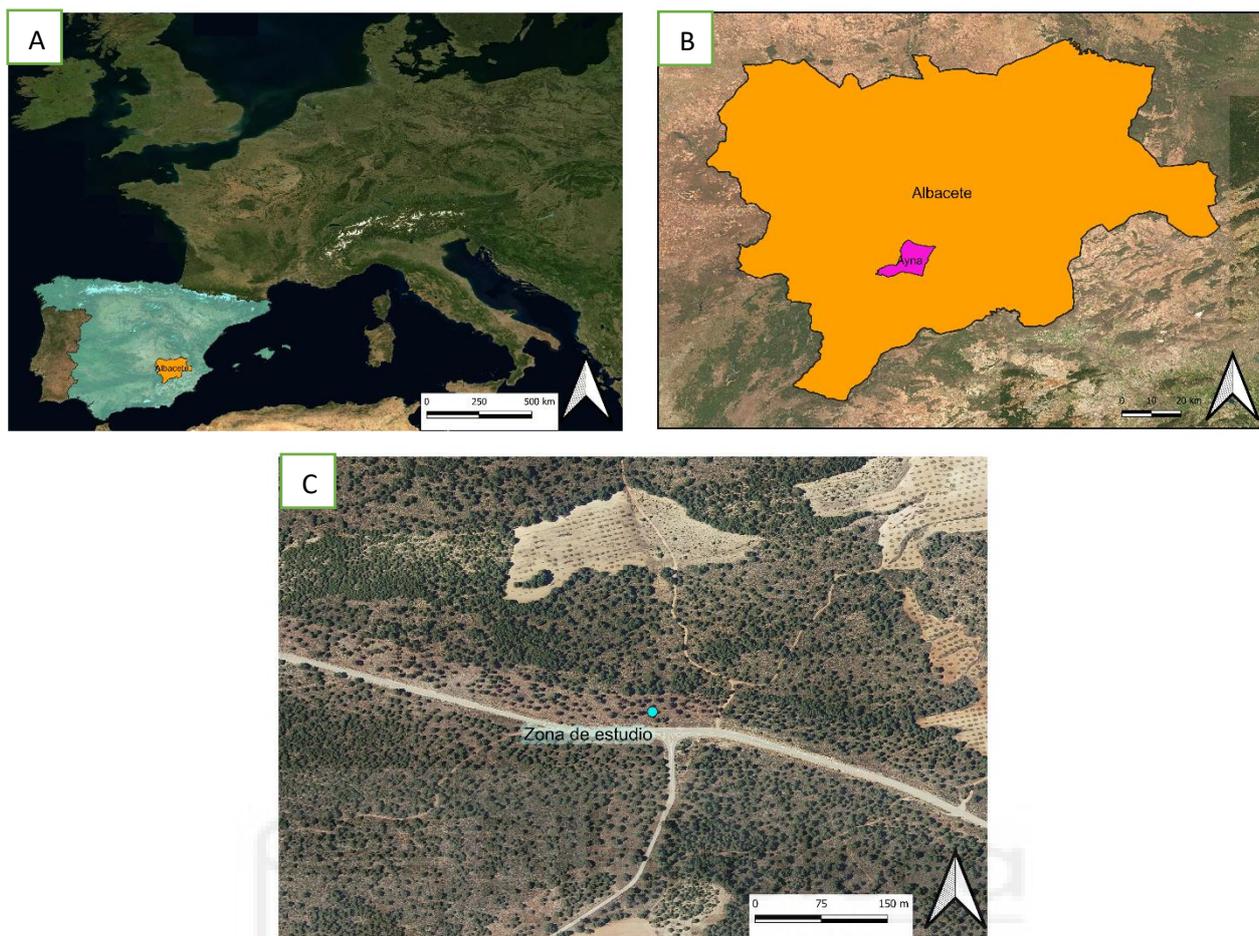


Figura 3. A) Localización de Albacete en España. B) Localización de Ayna en la provincia de Albacete C) Ubicación de la zona de estudio en Ayna. (Fuente: elaboración propia).

La zona escogida para realizar la quema prescrita posee una superficie de 5,4 ha y se halla a una altitud de 781 m s.n.m. El clima de la zona según la clasificación climática de Köppen-Geiger es de tipo Csa, es decir, templado con verano seco y caluroso (Köppen Köppen, 1936).

La temperatura media anual es de 14,1°C y presenta una precipitación media anual de 406 mm. Según datos de la Agencia Estatal de Meteorología de España proporcionados por la estación meteorológica de Hellín, la precipitación máxima registrada hasta la fecha se obtuvo en marzo de 2020 con 163mm, y la mínima en julio de 2021 con 0 mm (AEMET, 2023).

El municipio se sitúa sobre el ramal beti-ibérico del arco estructural “Cazorla Alcaraz-Hellín”. En él predominan los pliegues volcados de formaciones calcáreas (IGN, 2006). Los suelos de estudio están clasificados como Cambisoles éutricos según la Base Mundial de Referencia para los Recursos del Suelo (IUSS Working Group WRB, 2015). Estos suelos están formados por diferentes materiales de origen coluvial, aluvial

y eólico, con un horizonte A ócrico, pobre en humus y un Bw cámbico algo más rico en arcilla y óxidos de hierro. Presentan una textura franco-arcillosa con un 35% de arena, 38% de limo y 27 % de arcilla, el contenido en materia orgánica total de los suelos (MOS) es elevado, con un valor de $9,2 \pm 1,9 \%$, poseen un pH básico de $8,1 \pm 0,1$ y una conductividad eléctrica de $370 \pm 4 \mu\text{S/cm}$. Estos valores se corresponden con valores propios de los suelos forestales mediterráneos.

La vegetación de la zona es mesomediterránea compuesta principalmente por *Pinus halepensis*. En el sotobosque podemos encontrar como especies representativas *Macrochloa tenacissima*, *Salvia rosmarinus* y *Cistus clusii* (Valdés y Herranz, 1989).

3.2 Diseño experimental

El diseño experimental consta de seis parcelas cuadradas de 30x30 m (Figura 4). Tres de ellas no fueron quemadas y se utilizaron como referencia, a estas se les llamó "Controles". En las otras tres se realizó la quema prescrita y se les llamó "Quemados".

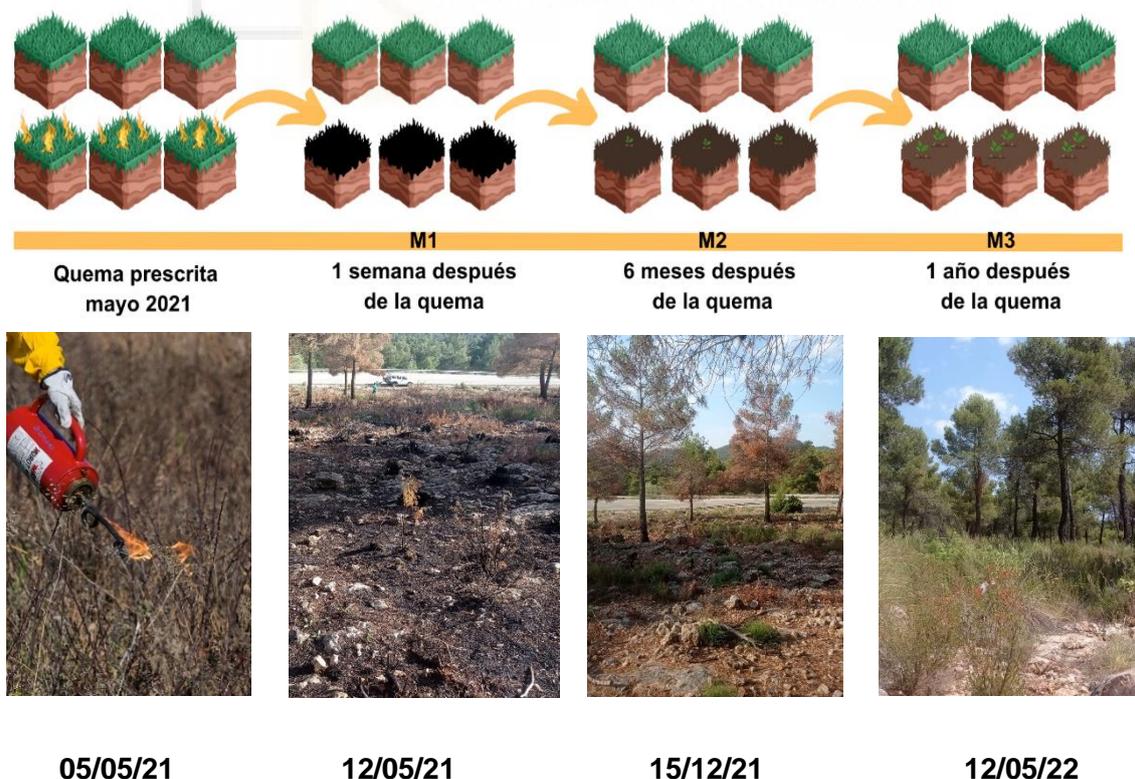


Figura 4. Línea temporal de la quema prescrita y los muestreos M1, M2, M3 realizados en el área de estudio en momentos diferentes tras la quema. (Fuente: elaboración propia).

3.2.1 Quema prescrita

La quema prescrita se realizó en primavera de 2021 (Figura 5) en las parcelas que hemos denominado Quemadas. Las condiciones de temperatura humedad y viento ese día fueron de 24°C, 37% y 3 km/h SE respectivamente.



Figura 5. Imagen de la quema prescrita llevada a cabo en la primavera de 2021 en Ayna (Fuente: A. Fajardo-Cantos).

Durante la quema prescrita se monitorizó la temperatura mediante 18 termopares. Se colocaron 6 en cada parcela quemada, a diferentes alturas para determinar la intensidad del fuego (Tabla 1):

Tabla 1. Temperaturas registradas con los termopares colocados a diferentes alturas de la superficie del suelo el día de la quema.

Altura del termopar (cm)	Tª media (°C)	Tª máxima (°C)
30	28,6 ± 0,9	149 ± 27,5
0	15,2 ± 0,7	26,5 ± 2,1
-2	8,8 ± 0,3	20,02 ± 3,3

Los tiempos de residencia del fuego, no superaron los 30 minutos como promedio. A 30 cm del suelo no llegaron a segundos, mientras que los mayores tiempos de residencia se dieron en las zonas de hojarasca debido a su combustión. Las temperaturas alcanzadas no son muy elevadas, a -2 cm y 0 cm del suelo son más bajas debido a que el suelo es un mal conductor térmico. Por tanto, es una quema prescrita de baja intensidad.

En la Figura 6 y 7 se puede observar cómo era el paisaje en la zona de estudio antes y después de la quema.



Figura 6. Imagen de una de las parcelas antes de la quema. Ayna (Fuente: A. Fajardo-Cantos.).



Figura 7. Imagen de una de las parcelas justo después de la quema. Ayna (Fuente: A. Fajardo-Cantos.).

3.2.2 Toma de muestras

Una semana después de la quema se realiza el primer muestreo al que se le denomina M1 (Figura 4), seis meses después se vuelve a muestrear (M2) (Figura 4) y el último muestreo (M3) se realiza un año después de la quema (Figura 4).

En cada parcela de 30x30m se recogieron tres muestras de forma diagonal y separadas entre sí 10m para evitar pseudoreplicación (Figura 8). De forma que tras la quema prescrita tenemos 9 muestras control y 9 muestras quemadas en cada muestreo (M1, M2 y M3) (Figura 4).

Las muestras fueron tomadas en un área delimitada de 2x2 m. Cada muestra es una muestra compuesta de 3 puntos diferentes, cada uno con una superficie de 15x15 cm y 3 cm de profundidad (Figura 8), para ello previamente se eliminó la hojarasca y se recolectó una cantidad mayor a 450g de suelo por muestra.

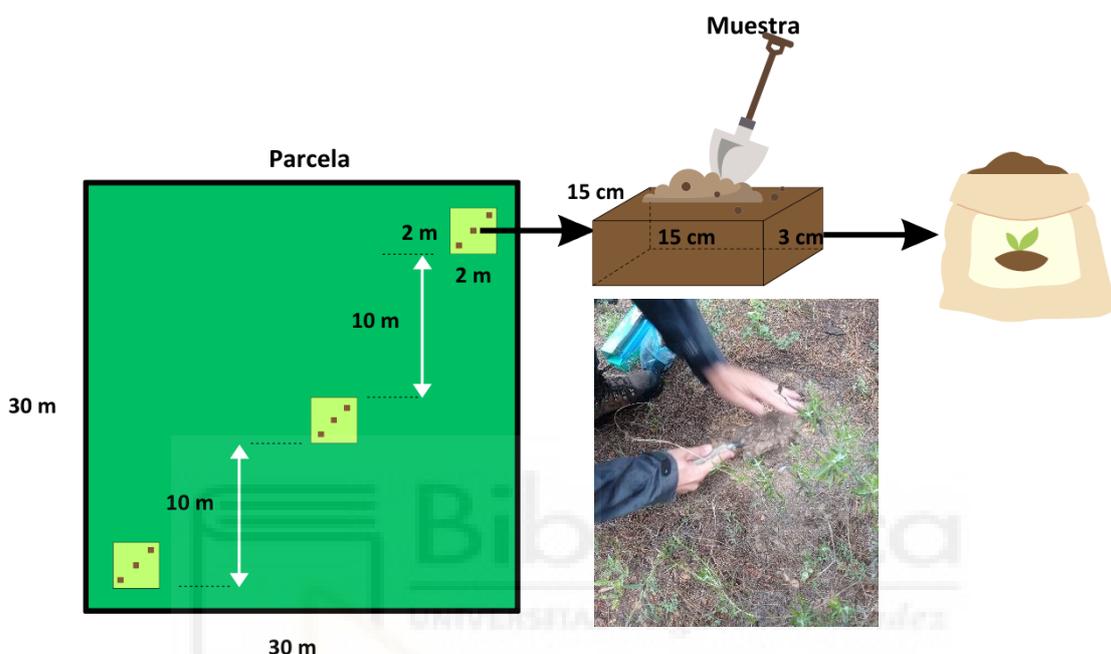


Figura 8. Esquema del diseño de muestreo de suelos (Fuente: elaboración propia).

3.2.3 Análisis de laboratorio

Para el estudio de los efectos de la quema prescrita sobre el suelo se estudiaron los siguientes parámetros: Carbono Orgánico (CO), determinado por medio de su oxidación con dicromato potásico y posterior valoración con sulfato ferroso amónico (Walkley y Black, 1934). La determinación del nitrógeno Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) mediante la digestión de la que se obtiene iones amonio, seguido de una posterior destilación para obtener amoniaco y una valoración ácido-base para la determinación de la concentración de nitrógeno. Se analizó el carbono de la biomasa microbiana (CBM) por medio del método de fumigación-extracción con cloroformo de Jenkinson y Powlson (1976) adaptado de Vance et al. (1987), basado en el incremento de la cantidad de carbono extractable procedente de la muerte de los microorganismos del suelo. Para obtener la concentración de carbono se realiza la lectura con un espectrofotómetro de

UV. Se analizó la respiración edáfica basal (REB) incubando el suelo humedecido al 60% de su capacidad de retención hídrica. La cantidad de CO₂ emitido se determinó con un medidor de impedancia automatizado (BacTrac 4200 Microbiological Analyser, Sylab, Austria) basado en los cambios de impedancia de una disolución de KOH al 2%.

Se calculó la relación C/N mediante el cociente del carbono orgánico y el nitrógeno total del suelo previamente analizado. Esta relación nos indica la potencialidad del suelo para transformar la materia orgánica. El cociente metabólico (qCO₂) se calculó con el cociente de la respiración basal y el carbono de la biomasa microbiana. Es un indicador de la eficiencia de los microorganismos en el uso del recurso de carbono (Anderson y Domsch, 1990).

Finalmente se determinó la hidrofobicidad o repelencia al agua (WR; del inglés Water Repellency) mediante la medición del tiempo de penetración de la gota de agua en el suelo (WDPT) (Wessel *et al.*, 1988). Para ello, se utilizó 10 g de suelo tamizados a (<2 mm) en un disco de plástico de diámetro 50 mm, y se dejó durante 24 horas en el laboratorio con una atmósfera controlada (20°C y 50% de humedad relativa) para tener las mismas condiciones en todas las muestras (Doerr *et al.*, 2002). Para cada muestra se realizó el promedio de cuatro gotas y el valor obtenido es el WDPT de la muestra. Con el valor obtenido se utilizó la clasificación de Bisdorn *et al.* (1993).

3.2.4 Análisis estadístico

Primero se comprobó la normalidad de los datos obtenidos mediante el test de Shapiro-Wilk. de cada una de las variables de estudio. Para cada una de las variables se realizó una ANOVA de dos vías para el estudio de los factores: muestreo (M1, M2 Y M3), tratamiento (control y quema) y la interacción entre los dos factores. Después, se analizaron las diferencias significativas entre los grupos de los distintos factores mediante test post-hoc de Tukey y t-test (p-valor<0,05). Todos los análisis estadísticos se han realizado con RStudio (RStudio Team, 2021).

4. Resultados

A continuación, se muestran los resultados de los análisis llevados a cabo en las muestras de suelo recogidas para dicho estudio.

4.1. Carbono orgánico (CO)

En la Figura 9 se representan los valores obtenidos de CO expresados en porcentaje.

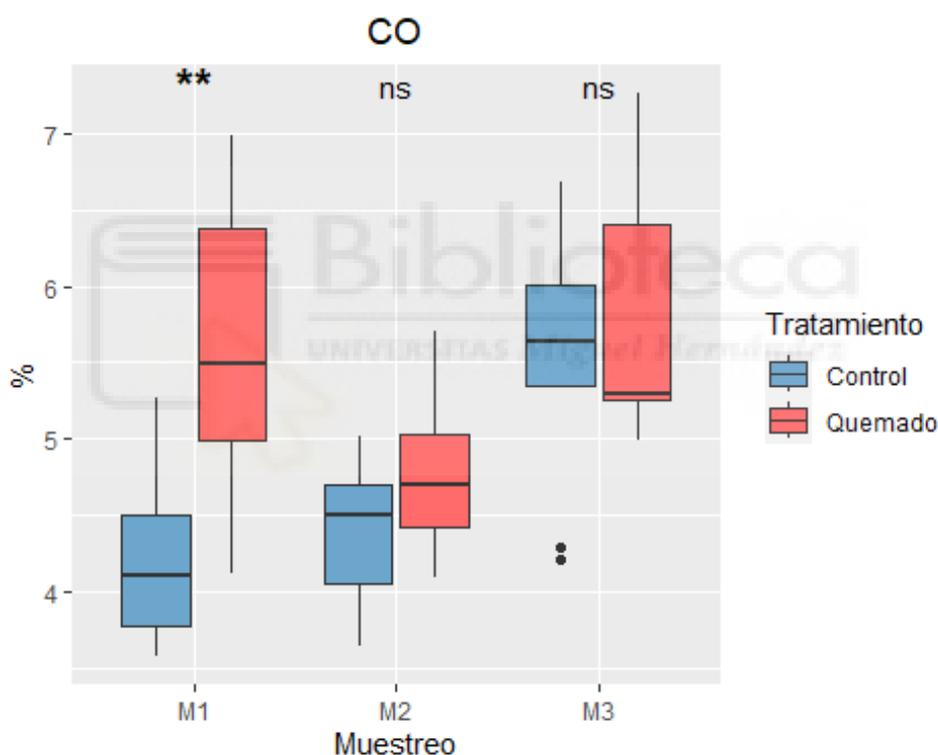


Figura 9. Contenido de CO en los suelos de las parcelas Control y Quemado de los diferentes muestreos (M1, M2 y M3). ***, **, *: diferencias estadísticamente significativas entre controles y quemados para cada muestreo a $p < 0,001$, $p < 0,01$ y $p < 0,05$ respectivamente; ns: no significativas $p > 0,05$.

Estos valores son normales para suelos forestales de zonas mediterráneas (Zornoza *et al.*, 2007). En el muestreo 1 se observó un incremento estadísticamente significativo ($p < 0,05$) del CO en los suelos quemados respecto a sus controles. En el muestreo 2, pese a que la media sale algo más elevada en el CO de los suelos quemados, no se observan diferencias estadísticamente significativas con respecto a sus controles. Por último, en el muestreo 3 se observa un aumento respecto a los

anteriores muestreos, pero no hay diferencias entre controles y quemados. El aumento observado tanto en controles como en quemados en el muestreo 3 pensamos que solo es atribuible a que en ese muestreo la profundidad de toma muestra fuese algo menor de 3 cm. El efecto de la profundidad en muestras de suelos forestales es muy importante ya que el contenido de materia orgánica disminuye drásticamente con la profundidad. Lo importante sin embargo es que siguen sin haber diferencias entre los tratamientos en ese muestreo.

4.2. Nitrógeno

En la Figura 10 aparece representado los valores de Nitrógeno expresados en porcentaje.

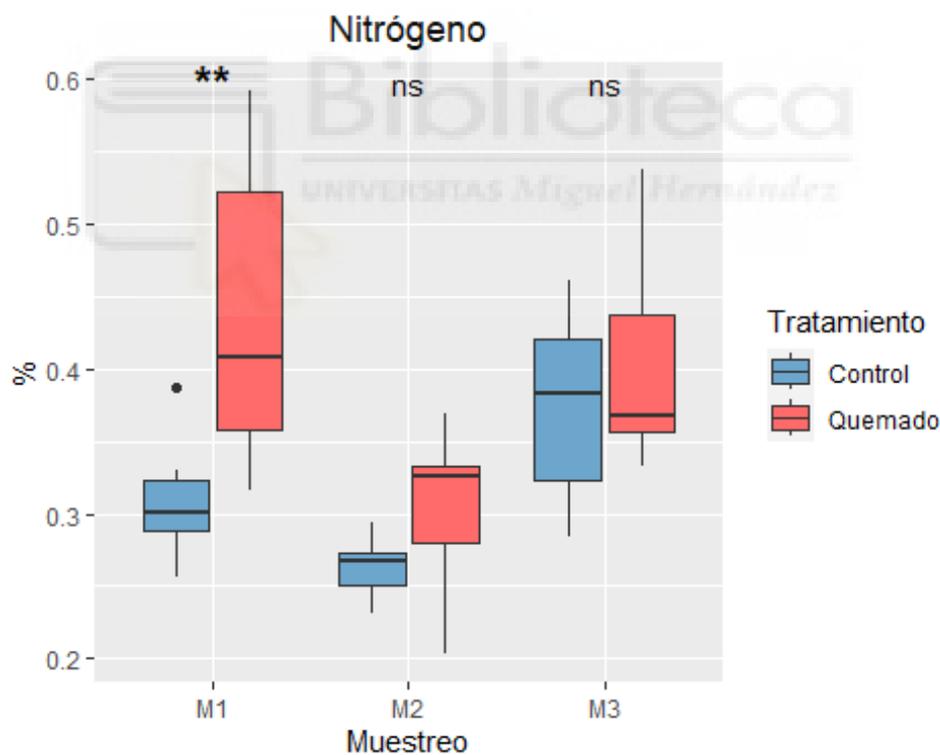


Figura 10. Contenido de Nitrógeno en los suelos de las parcelas Control y Quemado de los diferentes muestreos (M1, M2 y M3). ***, **, *: diferencias estadísticamente significativas entre controles y quemados para cada muestreo a $p < 0,001$, $p < 0,01$ y $p < 0,05$ respectivamente; ns: no significativas $p > 0,05$.

Los datos obtenidos son normales para suelos forestales de zonas mediterráneas (Zornoza *et al.*, 2007). Además, los resultados presentan un comportamiento similar a los obtenidos en el CO. En el muestreo 1 se muestra un aumento del contenido de Nitrógeno en los suelos quemados respecto a sus controles, que es estadísticamente significativo ($p < 0,05$). En el Muestreo 2 el aumento de Nitrógeno en suelos quemados deja de ser significativo. Por lo que respecta al muestreo 3, se aprecia una estabilización del contenido en Nitrógeno del quemado respecto a sus controles. También se observa un aumento de N en el muestreo 3 con respecto al muestreo 2. La explicación sería la misma que la dada para el contenido de CO.

4.3. Relación Carbono/Nitrógeno (C/N)

En la Figura 11 se muestra la relación Carbono/Nitrógeno, calculado a partir del cociente entre los valores obtenidos de CO y N para los distintos muestreos.

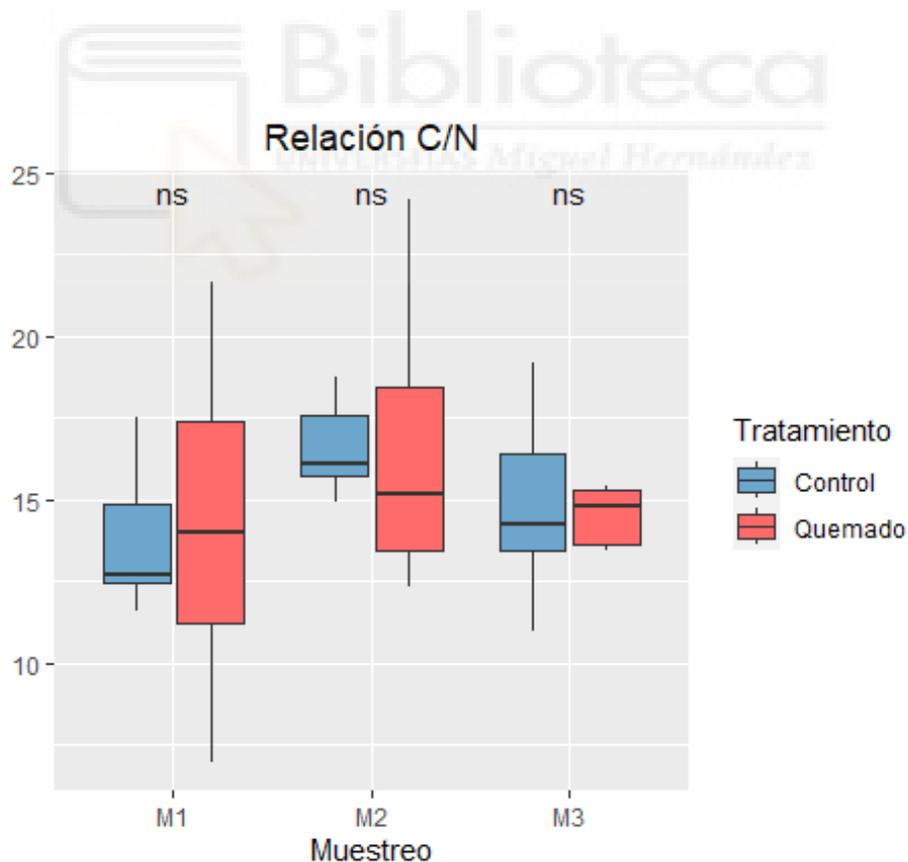


Figura 11. Relación C/N en los suelos de las parcelas Control y Quemado de los diferentes muestreos (M1, M2 y M3).). ***, **, *: diferencias estadísticamente significativas entre controles y quemados para cada muestreo a $p < 0,001$, $p < 0,01$ y $p < 0,05$ respectivamente; ns: no significativas $p > 0,05$.

Estos valores se encuentran dentro de la normalidad para suelos forestales de la región Mediterránea, los cuales presentan valores comprendidos entre 11,5 y 18,4 (Zornoza *et al.*, 2007). En todos ellos se observa que los suelos quemados no presentan diferencias significativas estadísticamente respecto a sus controles.

4.4. Carbono de la biomasa microbiana (CBM)

En la Figura 12 se expresa el contenido de CBM en el suelo.

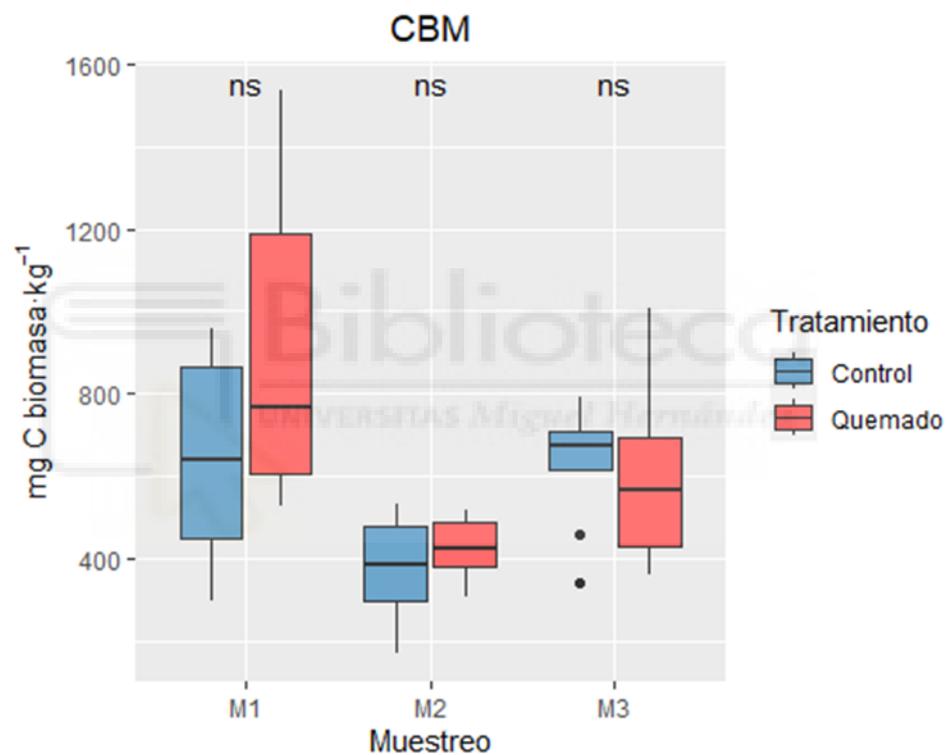


Figura 12. CBM en los suelos de las parcelas Control y Quemado de los diferentes muestreos (M1, M2 y M3). ***, **, *: diferencias estadísticamente significativas entre controles y quemados para cada muestreo a $p < 0,001$, $p < 0,01$ y $p < 0,05$ respectivamente; ns: no significativas $p > 0,05$.

En el muestreo 1 se muestra un ligero aumento del CBM en los suelos quemados respecto a sus controles, pero no es estadísticamente significativo. Por lo que respecta a los muestreos 2 y 3 se observa como este ligero aumento no significativo en los suelos

quemados respecto a sus controles desaparece. En el muestreo 3 se observa un aumento respecto al muestreo 2.

4.5. Respiración edáfica basal (REB)

En la Figura 13 aparecen representados los valores de la REB.

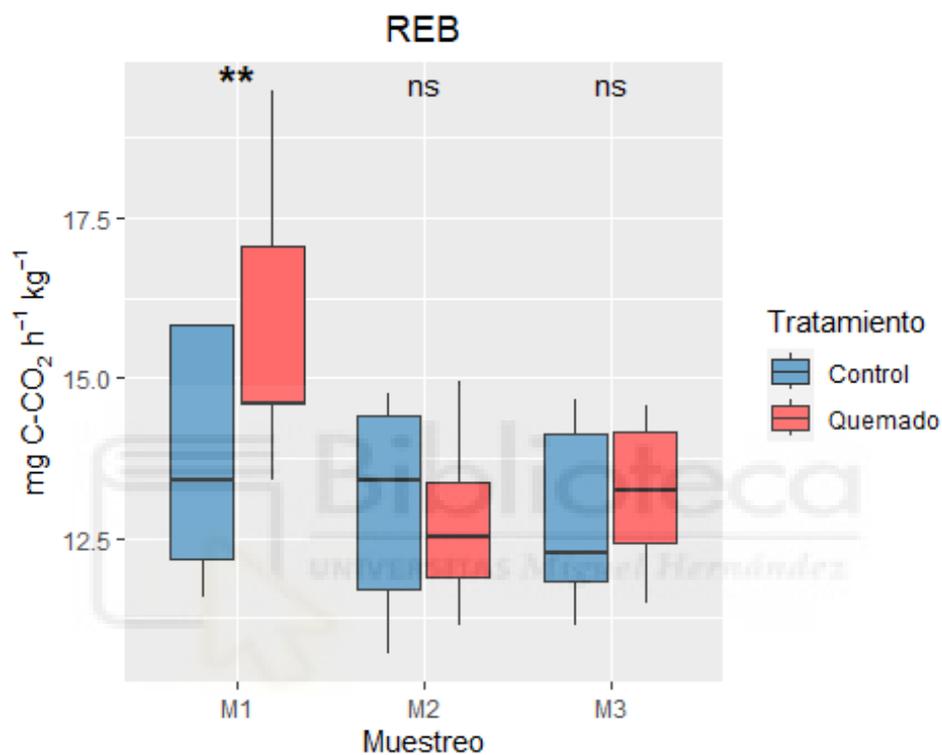


Figura 13. Respiración Edáfica Basal (REB) en los suelos de las parcelas Control y Quemado de los diferentes muestreos (M1, M2 y M3). ***, **, *: diferencias estadísticamente significativas entre controles y quemados para cada muestreo a $p < 0,001$, $p < 0,01$ y $p < 0.05$ respectivamente; ns: no significativas $p > 0.05$.

En el muestreo 1 se observa un incremento estadísticamente significativo ($p < 0,05$) de la respiración en los suelos quemados respecto a sus controles. Por lo que respecta al muestreo 2 y 3 se observa cómo se produce una estabilización en los suelos quemados respecto a sus controles.

4.6. Cociente Metabólico (qCO_2)

En la Figura 14 se muestran los resultados del qCO_2 , el cual se calcula mediante el cociente entre la REB y el CBM.

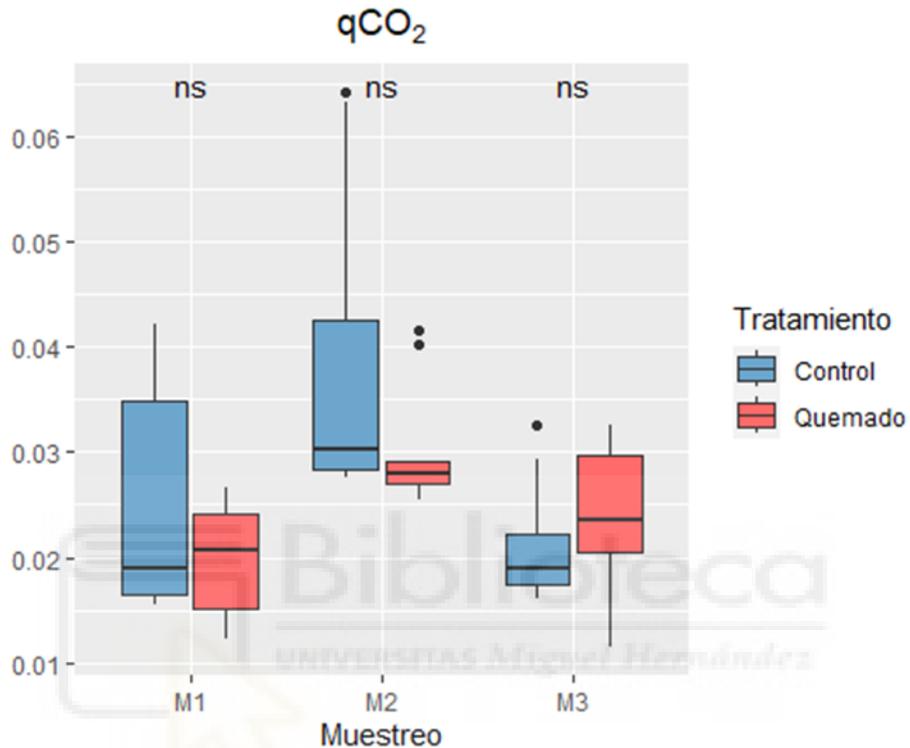


Figura 14. qCO_2 en los suelos de las parcelas Control y Quemado de los diferentes muestreos (M1, M2 y M3). ***, **, *: diferencias estadísticamente significativas entre controles y quemados para cada muestreo a $p < 0,001$, $p < 0,01$ y $p < 0,05$ respectivamente; ns: no significativas $p > 0,05$.

Tanto en los muestreos M1, M2 y M3, no se observan diferencias significativas entre los suelos quemados y sus controles.

4.7. Repelencia al agua (WR)

En el caso de la WR es destacable que solo en el muestreo 1 los suelos, tanto controles como quemados mostraron hidrofobicidad (Figura 15).

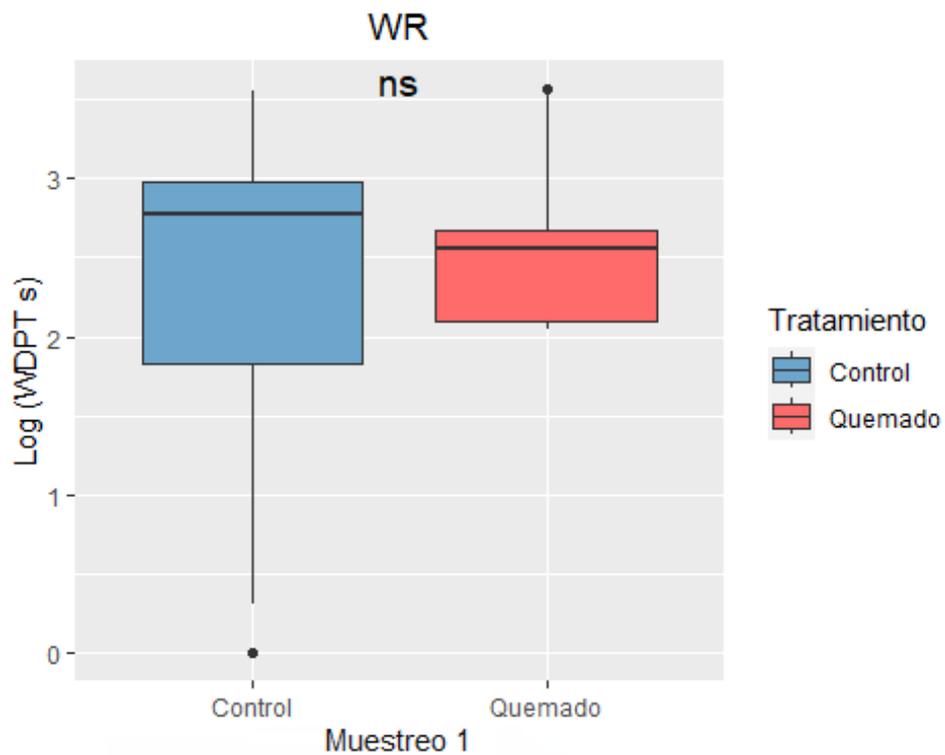


Figura 15. WR en los suelos de las parcelas Control y Quemado del Muestreo 1 (M1). ***, **, *: diferencias estadísticamente significativas entre controles y quemados para cada muestreo a $p < 0,001$, $p < 0,01$ y $p < 0,05$ respectivamente; ns: no significativas $p > 0,05$.

En la figura 16 se muestra un ejemplo de la repelencia al agua en una de las parcelas quemadas en el muestreo 1.



Figura 16. Repelencia al agua (WR) en una muestra de suelo Quemado en M1. (Fuente: A. Fajardo-Cantos).

Además, esta WR mostraba alta heterogeneidad en clases de repelencia y especialmente en los controles (Figura 17).

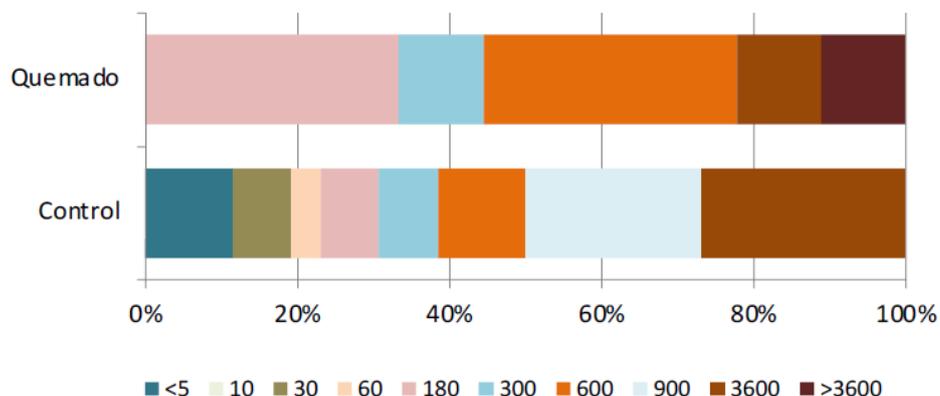


Figura 17. Distribución de la repelencia al agua (WDPT en segundos) del Muestreo 1 (M1) en suelos Quemados y Controles. Valores expresados en % correspondientes a la clase de repelencia (<5 s hidrofílicas, > 5 s hidrofóbicas). (Fuente: Sanchis, 2022).

Sin embargo, esta propiedad no aparece en ninguna de las muestras (controles y quemados) de los siguientes muestreos (M2 y M3). Por lo que no mostramos gráfico de resultados.

5. Discusión

Los resultados obtenidos tras los distintos análisis realizados en el laboratorio muestran que, aquellos parámetros que presentaron cambios significativos en los suelos quemados en el muestreo 1 (1 semana después de quema), desaparecieron en el muestreo 2 (6 meses después de quema) y muestreo 3 (1 año después). Pese a que las quemaduras prescritas, al igual que el fuego, suponen una perturbación para el medio natural, los resultados obtenidos son los esperados, al tratarse de un fuego de baja intensidad de corta duración. Además, estos resultados quedan respaldados por diferentes estudios que demuestran una recuperación de las propiedades del suelo tras una quema prescrita en la mayoría de los casos (Alcañiz *et al.*, 2018).

Por lo que respecta a las propiedades químicas del suelo, se observó un incremento del Carbono Orgánico (CO) y el nitrógeno, aunque en los siguientes muestreos, M2 y M3 estas diferencias entre quemado y control dejaron de ser

significativas. El incremento inicial en el suelo quemado en M1 se atribuyó a la incorporación de cenizas parcialmente pirolizadas en el suelo. La hojarasca quemada por un fuego de baja intensidad supone un aumento del contenido de CO en el suelo (Mataix-Solera, 1999), lo que explica el incremento en los suelos quemados en M1 (Úbeda *et al.*, 2005, Outeiro *et al.*, 2008, Brye, 2006, Scharenbroch *et al.*, 2012). Esto supone un impacto positivo ya que produce un efecto de protección y de fertilización temporal en el suelo.

Este aumento en M1, vemos sin embargo que es algo efímero ya que con el tiempo las diferencias entre quemados y controles desaparecen, probablemente por cierta mineralización o por algo de erosión en las parcelas quemadas.

Por otro lado, al no alcanzar el suelo temperaturas altas y no afectar directamente al suelo, al igual que con el CO, se observó inicialmente un aumento en el nitrógeno por los aportes de las cenizas parcialmente pirolizadas (Úbeda *et al.*, 2005, Afif y Oliveira, 2006). Y de la misma manera que ocurría con el CO en los siguientes muestreos estas diferencias desaparecen.

En cuanto a la relación C/N no se han observado cambios significativos tras la quema en los muestreos, pero sí que se apreció un ligero aumento en los suelos quemados en M1. Esto puede ser debido a que en las quemas la materia orgánica afectada (en este caso la hojarasca) puede formar estructuras aromáticas más condensadas de CO que son más resistentes a su degradación, y que, de permanecer, y no erosionarse pueden suponer un reservorio de C en el suelo (Alexis *et al.* 2012).

En segundo lugar, se escogieron para el estudio de las propiedades biológicas, la Respiración Edáfica Basal (REB), el Carbono de la Biomasa Microbiana (CBM), y la relación entre ellas, el Cociente Metabólico (qCO_2); los cuales se utilizan como indicadores de la cantidad y la actividad microbiana general (García-Carmona, 2021).

Las comunidades microbianas del suelo son muy sensibles a las perturbaciones, por lo que las temperaturas alcanzadas durante el fuego pueden afectarles de forma directa, produciendo la muerte celular; o bien de forma indirecta a medio-largo plazo, por las diferentes transformaciones de la materia orgánica del suelo o por la sucesión de plantas que tenga lugar (Borchers y Perry, 1990; Certini, 2005). Dado que las temperaturas registradas durante la quema fueron bajas (Tabla 1), en general los resultados no mostraron diferencias significativas, a excepción de la Respiración Edáfica Basal, que sí mostró cambios significativos para M1.

El Carbono de la Biomasa Microbiana (CBM) no presentó diferencias significativas en ninguno de los muestreos, aunque sí se observa un ligero aumento solo en M1. Dado que la temperatura del suelo durante la quema no fue elevada (Tabla 1), no se produjo la muerte de los microorganismos, pero sí un aumento de los nutrientes en el suelo. Esta situación temporal inicial produciría las condiciones idóneas para la reproducción de estos microorganismos, lo que explicaría el aumento en los suelos quemados de M1. La posterior disminución del CBM en los suelos quemados de M2 y M3 respecto a sus controles, se debe a la desaparición de este escenario inicial donde existía un exceso de nutrientes precedentes de la incorporación de las cenizas al suelo, por lo que se produce la estabilización de la biomasa microbiana.

Por lo que respecta a la Respiración Edáfica Basal (REB), en los resultados se observa un incremento significativo de los suelos quemados respecto a los controles en M1. Al ser un fuego de baja intensidad y de corta duración, este incremento puede explicarse por el aumento del número de microorganismos presentes en el suelo y el de nutrientes, antes mencionado. Como consecuencia, estos microorganismos están más activos y se produce un aumento de los procesos de oxidación biológica de la fracción lábil de la materia orgánica del suelo (Pardo-Plaza *et al.*, 2019).

En los siguientes muestreos ya no se observan cambios significativos puesto que se ha producido una estabilización de la población microbiana a causa de la desaparición de ese incremento inicial de CO que existía en M1.

El último parámetro biológico estudiado es el cociente metabólico (qCO_2), obtenido a partir de los parámetros anteriores. Este indicador expresa lo eficientes que son los microorganismos en el uso de las fuentes de carbono y se suelen utilizar como indicadores de estrés frente a perturbaciones. Cuando aumenta quiere decir que son menos eficientes. En los resultados obtenidos no se observan cambios estadísticamente significativos en los suelos quemados respecto a sus controles en ninguno de los muestreos. La mayoría de los estudios muestran que los incendios forestales suelen hacer que este cociente aumente temporalmente, pero no siempre se produce, ya que es muy dependiente de la severidad del fuego (Liu *et al.*, 2023), y en nuestro caso es un fuego de baja intensidad y severidad con el suelo.

Por último, en cuanto a las propiedades físicas, ha sido de especial interés el estudio y seguimiento de la repelencia al agua dado que, aquellos suelos que presentan repelencia al agua son más vulnerables a sufrir escorrentía y erosión cuando quedan

desnudos. Si, además, es una zona con pendiente, es más fácil que aparezca escorrentía superficial y provocar erosión (Jaramillo, 2006).

Los suelos pueden poseer hidrofobicidad de forma natural en diversos ecosistemas (Doerr *et al.*, 2000). Esto se debe a la existencia de compuestos orgánicos hidrofóbicos, derivados de la descomposición de la materia orgánica, de exudados de raíces, de hongos etc., cubriendo la superficie de los minerales del suelo (Doerr *et al.*, 2009). El tamaño de las partículas minerales del suelo también influye en el grado de hidrofobicidad ya que aquellas con menor superficie específica necesitan menor cantidad de MO para cubrir su superficie, como es el caso de los suelos con una textura arenosa (DeBano *et al.*, 1970, 1976).

Sin embargo, se sabe que el fuego puede modificar la repelencia al agua del suelo, bien sea provocando su aparición, aumentando su grado de hidrofobicidad o bien disminuyéndolo (Mataix-Solera *et al.*, 2011). El efecto producido por el fuego dependerá de las temperaturas que se alcancen, intensificándose en el intervalo de 175 - 270°C aproximadamente y destruyéndose en el intervalo 270-400°C (Doerr *et al.*, 2000).

En cuanto a los suelos de este estudio, en un primer muestreo (M1), se obtuvo que las muestras de suelo del control ya presentaban de forma natural, en la mayoría de ellas, alta repelencia al agua. Estos suelos poseen una textura franco-arcillosa, con un importante porcentaje en arcilla, por lo que no cabría esperar unos resultados tan elevados de repelencia al agua. La explicación que se podría dar a este fenómeno es la existencia de agregados estables que disminuyen la superficie específica de las partículas de arcilla recubiertas por los compuestos orgánicos hidrofóbicos.

Por lo que respecta a los suelos quemados de M1, no se observaron diferencias significativas respecto a sus controles, datos esperables ya que la quema fue de baja intensidad. Pese a que los cambios no fueron significativos, sí que se mostró que aquellas muestras de suelo que eran hidrofílicas en el control, en el quemado pasaron a ser hidrofóbicas (Figura 17).

Con estos resultados iniciales se consideró de alto interés seguir estudiando la repelencia al agua y conocer su evolución temporal, puesto que, al tratarse de un suelo hidrofóbico que, tras la quema prescrita, queda parcialmente desnudo existe el riesgo de sufrir erosión y degradarse.

Al analizar M2 (seis meses tras la quema) y M3 (1 año tras la quema), los resultados mostraron que la hidrofobicidad había desaparecido en todas las muestras

de suelos. Este fenómeno se debe a que la repelencia al agua puede sufrir fuertes variaciones temporales y espaciales en cuanto a su persistencia e intensidad (Woods *et al.*, 2007), produciéndose fluctuaciones estacionales ligadas al contenido de humedad del suelo (Jiménez-Pinilla *et al.*, 2016).

Como resumen general, los resultados expuestos verifican que los efectos producidos por esta quema prescrita en las propiedades del suelo, si bien no son muy relevantes, desaparecen a los meses de la quema, recuperándose de forma positiva y ningún dato nos indica pérdida de calidad por haber sufrido erosión. Los resultados están acordes con la mayoría de los estudios realizados hasta la fecha sobre quemas prescritas de baja intensidad (Francos, 2021). Nuestra preocupación inicial sobre la repelencia al agua ya no la tenemos debido al hecho de que en este periodo no ha afectado negativamente en el suelo, y después de un año ya hay cubierta vegetal que protege de al suelo de la erosión, aunque hipotéticamente después de un periodo seco pudiese volver a aparecer esta propiedad.

6. Conclusiones

Teniendo en cuenta los objetivos formulados y los resultados obtenidos se concluye que:

Los pequeños cambios ocurridos tras la quema en alguna propiedad edáfica (Carbono Orgánico, Nitrógeno, Respiración Edáfica Basal) desaparecen con el tiempo. Por tanto, el impacto de la quema a corto y medio plazo fue inapreciable en las propiedades estudiadas. Podemos por tanto afirmar que en estos suelos y con estas condiciones de vegetación y clima, la quema prescrita es una herramienta adecuada para la gestión forestal de reducción de combustible.

Aunque en este caso la repelencia al agua existente inicialmente no ha afectado negativamente al suelo, es un parámetro que se debe de tener muy en cuenta en este tipo de estudios, especialmente a corto y medio plazo hasta que haya algo de recuperación de cubierta vegetal.

7. Proyección futura

Una vez concluido en este estudio que las quemas prescritas son una buena herramienta de gestión forestal en la zona del Mediterráneo por su bajo impacto en el suelo a corto y medio plazo; sería de gran interés el estudio de la recurrencia de las quemas prescritas para conocer el intervalo de aplicación más sostenible en ecosistemas Mediterráneos, de forma que las propiedades del suelo no se vean comprometidas y no se produzca un impacto negativo en suelo.

Por otro lado, sería interesante realizar más estudios acerca de la percepción de la sociedad sobre este instrumento de gestión ya que el apoyo o no de la ciudadanía es un condicionante para su uso por parte de las personas y organismos competentes.



8. Bibliografía

- AEMET-Agencia Estatal de Meteorología del Gobierno de España. (2023,12 de marzo). *Datos meteorológicos de la estación de Hellín (Albacete-España)*. <http://www.aemet.es/>
- Afif, E., Oliveira, P. Efectos del fuego prescrito sobre el matorral en las propiedades del suelo. (2006). *Investigación Agraria-Sistemas y Recursos Forestales*, 15 (3), 262-270.
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Úbeda, X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *The Science of the Total Environment*. 613-614, 944-957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.144>
- Alexis, M.A., Rasse, D.P., Knicker, H., Anquetil, C. Rumpel (2012). Evolution of soil organic matter after prescribed fire: a 20-year chronosequence *Geoderma*, 189–190, 98-107. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.05.003>
- Anderson, T.H. & Domsch, K.H. (1990) Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*,22 (2), 251-255, [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90094-G](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90094-G).
- Archibald, S., Lehmann, C. E. R., Belcher, C. M., Bond, W. J., Bradstock, R. A., Daniau, A.-L., Dexter, K. G., Forrestel, E. J., Greve, M., He, T., Higgins, S. I., Hoffmann, W. A., Lamont, B. B., McGlenn, D. J., Moncrieff, G. R., Osborne, C. P., Pausas, J. G., Price, O., Ripley, B. S.,... Zanne, A. E. (2018). Biological and geophysical feedbacks with fire in the Earth system. *Environmental research letters*, 13(3), 033003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9ead>
- Bisdorf, E., Dekker, L., Schoute, J. (1993). Water repellency of sieve fractions of soil sand and relationships with organic matter and soil structure. *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships*,105-118.
- Boer, M. M., Sadler, R. J., Wittkuhn, R. S., McCaw, L., & Grierson, P. F. (2009). Long-term impacts of prescribed burning on regional extent and incidence of wildfires—Evidence from 50 years of active fire management in SW Australian forests. *Forest*

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.005>

Bond, W. J., Woodward, F. I., & Midgley, G. F. (2005). The global distribution of ecosystems in a world without fire. *The New Phytologist*, 165(2), 525–537.

<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x>

Borchers, S. L., & Perry, D. A. (1990). Growth and ectomycorrhiza formation of Douglas-fir seedlings grown in soils collected at different distances from pioneering hardwoods in southwest Oregon clear-cuts. *Canadian Journal of Forest Research*,

20(6), 712–721. <https://doi.org/10.1139/x90-094>

Bosch, R.M. (julio-agosto, 2019). Incendios Forestales de sexta generación: un nuevo tipo de incendio que ha llegado para quedarse. *Seguritecnia. Revista decana independiente de seguridad*, 466,30-31.

Bremner, J. and Mulvaney, C. (1982) Nitrogen-Total. In: Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. *American Society of Agronomy, Soil Science Society of America*.595-624.

Brye, K. R. (2006). Soil physiochemical changes following 12 years of annual burning in a humid–subtropical tallgrass prairie: a hypothesis. *Acta Oecologica (Montrouge, France)*, 30(3), 407–413.

<https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.06.001>

Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1),

1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>

Coop J.D., Parks S.A., McClernan S.R., Holsinger L.M. (2016). Influences of prior wildfires on vegetation response to subsequent fire in a reburned Southwestern landscape. *Ecological Applications*, 26 (2), 346-354.

<https://doi.org/10.1890/15-0775>

DeBano, L., Eberlein, G., Dunn, P. (1979). Effects of burning on chaparral soils. *Soil Science Society of America Journal*.43, 504–509.

- DeBano, L.F., Mann, L.D. y Hamilton, D.A. (1970). Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Science Society of America Journal*. 34, 130-133.
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., & Walsh, R. P. D. (2000). Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 51(1–4), 33–65. [https://doi.org/10.1016/s0012-8252\(00\)00011-8](https://doi.org/10.1016/s0012-8252(00)00011-8)
- Doerr, S., Dekker, L., Shakesby, R., Ritsema, C. and Bryant, R. (2002). Water repellency of soils: the influence of ambient relative humidity. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 401-405.
- Doerr, S., Shakesby, R., & MacDonald, L. (2009). Soil water repellency: A key factor in post-fire erosion. En *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*.197–223.
- Fernandes, P. M. (2015). Empirical support for the use of prescribed burning as a fuel treatment. *Current Forestry Reports*, 1(2), 118–127. <https://doi.org/10.1007/s40725-015-0010-z>
- Fernandes, P. M., Davies, G. M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., Stoof, C. R., Vega, J. A., & Molina, D. (2013). Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(s1), e4–e14. <https://doi.org/10.1890/120298>
- Fernandes, P.M., & Botelho H. (2003). A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *International Journal of Wildland Fire*, 12 (2), 117-128. <https://doi.org/10.1071/WF02042>
- Fernández-González, A.J., Martínez-Hidalgo, P., Cobo-Díaz, J.F., Villadas, P.J., Martínez-Molina, E., Toro, N., Tringe, S.G., Fernández-López M. (2017). The rhizosphere microbiome of burned holm-oak: potential role of the genus *Arthrobacter* in the recovery of burned soils. *Scientific Reports*., 7, 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-06112-3>

- Francos, M., & Úbeda, X. (2021). Prescribed fire management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 21(100250), 100250. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100250>
- Francos, M., Pereira, P., Alcañiz, M., Mataix-Solera, J., & Úbeda, X. (2016). Impact of an intense rainfall event on soil properties following a wildfire in a Mediterranean environment (North-East Spain). *The Science of the Total Environment*, 572, 1353–1362. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.145>
- García-Carmona, M., Lepinay, C., García-Orenes, F., Baldrian, P., Arcenegui, V., Cajthaml, T., & Mataix-Solera, J. (2022). Moss biocrust accelerates the recovery and resilience of soil microbial communities in fire-affected semi-arid Mediterranean soils. *The Science of the Total Environment*, 846(157467), 157467. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157467>
- He, T., & Lamont, B. B. (2018). Baptism by fire: the pivotal role of ancient conflagrations in evolution of the Earth's flora. *National Science Review*, 5(2), 237–254. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwx041>
- IGN-Instituto Geográfico Nacional (2023, 24 de marzo). *Mapa de suelos de España: Escala 1:1.000.000*. https://atlasnacional.ign.es/wane/Suelos#/media/File:Espana_Suelos_2006_mapa_17073_spa.jpg
- IUSS Working Group WRB, (2015). International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Update. *World Soil Resources Report*, 106, 188.
- Jaramillo D. (2006). Repelencia al agua en suelos. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* .30, 215-232
- Jenkinson, D. and Powlson, D. (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil: a method for measuring soil biomass. *Soil biology and Biochemistry*, 8, 209-213.
- Jiménez-Pinilla, P., Lozano, E., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Jordán, A., & Zavala, L. M. (2016). Temporal changes in soil water repellency after a forest fire in a

Mediterranean calcareous soil: Influence of ash and different vegetation type. *The Science of the Total Environment*, 572, 1252–1260.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.121>

Keeley, J. & Bond, W., Bradstock, R., Pausas, J. & Rundel, P. (2012). Fire in Mediterranean Ecosystems; Ecology, Evolution and Management. Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecology, *Evolution and Management: Cambridge University Press*, New York. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9850-8>

Kobziar, L., Godwin, D., Taylor, L., & Watts, A. (2015). Perspectives on trends, effectiveness, and impediments to prescribed burning in the southern U.s. *Forests*, 6(12), 561–580. <https://doi.org/10.3390/f6030561>

Köppen, W. (1936). Das geographische System der Klimate. *Gebrüder Borntraeger*, 1-44.

Krawchuk, M. A., Moritz, M. A., Parisien, M.-A., Van Dorn, J., & Hayhoe, K. (2009). Global pyrogeography: the current and future distribution of wildfire. *PloS One*, 4(4), e5102. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005102>

Liu, W., Zhang, Z., Li, J., Wen, Y., Liu, F., Zhang, W., Liu, H., Ren, C., Han, X. (2023). Effects of fire on the soil microbial metabolic quotient: A global meta-analysis. *Catena*, 224, 106957. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.106957>

Lydersen, J. M., Collins, B. M., Brooks, M. L., Matchett, J. R., Shive, K. L., Povak, N. A., Kane, V. R., & Smith, D. F. (2017). Evidence of fuels management and fire weather influencing fire severity in an extreme fire event. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 27(7), 2013–2030.
<https://doi.org/10.1002/eap.1586>

Mataix-Solera, J. (1999) *Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales* [Tesis de Doctorado, Universidad de Alicante].
<http://rua.ua.es/dspace/handle/10045/9988>

- Mataix-Solera, J., Arellano, E. C., Jaña, J. E., Olivares, L., Guardiola, J., Arcenegui, V., García-Carmona, M., García-Franco, N., & Valenzuela, P. (2021). Soil vulnerability indicators to degradation by wildfires in Torres del Paine National Park (Patagonia, Chile). *Spanish journal of soil science*, 11. <https://doi.org/10.3389/sjss.2021.10008>
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., Zavala, M. (2011). Fire effects on soil aggregation: a review. *Earth-Science Reviews* 109: 44-60. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.08.002>
- Outeiro, L., Asperó, F., & Úbeda, X. (2008). Geostatistical methods to study spatial variability of soil cations after a prescribed fire and rainfall. *Catena*, 74(3), 310–320. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.03.019>
- Pardo-Plaza, Y. J., Universidad de Córdoba, Paolini Gómez, J. E., Cantero-Guevara, M. E., Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, & Universidad de Córdoba. (2019). Biomasa microbiana y respiración basal del suelo bajo sistemas agroforestales con cultivos de café. *Revista Udca Actualidad & Divulgacion Científica*, 22(1). <https://doi.org/10.31910/rudca.v22.n1.2019.1144>
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A burning story: The role of fire in the history of life. *Bioscience*, 59(7), 593–601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Pausas, J. G., & Ribeiro, E. (2013). The global fire-productivity relationship: Fire and productivity. *Global Ecology and Biogeography: A Journal of Macroecology*, 22(6), 728–736. <https://doi.org/10.1111/geb.12043>
- Pausas, J.G. (2010, 1 de agosto). Fuego y evolución en el Mediterráneo. <https://jgpausas.blogs.uv.es/2010/08/01/fuego-evolucion-mediterraneo/>
- Pausas, J.G. (2018, 28 de diciembre). Incendios forestales: encrucijada natural y social. <https://jgpausas.blogs.uv.es/2018/12/28/incendios-forestales-encrucijada-natural-y-social/>
- Pausas, J.G. (2021, 18 de agosto). Incendios forestales: no todo es cambio climático. <https://jgpausas.blogs.uv.es/2021/08/18/incendios-forestales-no-todo-es-cambio-climatico/>

Pausas, J.G. (2022, 1 de agosto). Incendios, clima y paisaje, o de cómo adaptarnos a la nueva realidad. <https://jgpausas.blogs.uv.es/2022/08/01/incendios-clima-y-paisaje-o-de-como-adaptarnos-a-la-nueva-realidad/>

Pereira, P., Rein, G., Martin, D. (2016). Past and Present Post-Fire Environments. *The Science of The Total Environment*, 573, 1275-1277. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.040>.

RStudio Team, 2021. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

Sanchis Ayelo, A. I. (2022) *Respuesta del suelo tras una quema prescrita temprana (primavera) en el SE de la península ibérica* [Trabajo de Fin de Grado, Universidad Miguel Hernández]. <http://dspace.umh.es/handle/11000/1182>

Scharenbroch, B. C., Nix, B., Jacobs, K. A., & Bowles, M. L. (2012). Two decades of low-severity prescribed fire increases soil nutrient availability in a Midwestern, USA oak (*Quercus*) forest. *Geoderma*, 183–184, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.03.010>

Scott, A. C. (2010). Charcoal recognition, taphonomy and uses in palaeoenvironmental analysis. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 291(1–2), 11–39. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2009.12.012>

Scott, A. C., & Glasspool, I. J. (2006). The diversification of Paleozoic fire systems and fluctuations in atmospheric oxygen concentration. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(29), 10861–10865. <https://doi.org/10.1073/pnas.0604090103>

Scott, A.C., Bowman, D.M.J.S., Bond W.J., Pyne, S.J., Alexander, M.E. (2014). Fire on Earth: An Introduction. *Wiley-Blackwell, Hoboken, New Jersey, USA*.434. <https://doi.org/10.4996/fireecology.1001088>

Tessler, N., Sapir, Y., Wittenberg, L., & Greenbaum, N. (2016). Recovery of Mediterranean vegetation after recurrent forest fires: Insight from the 2010 forest

fire on Mount Carmel, Israel: Vegetation recovery after recurrent forest fires. *Land Degradation and Development*, 27(5), 1424–1431. <https://doi.org/10.1002/ldr.2419>

Tessler, N., Wittenberg, L., & Greenbaum, N. (2016). Vegetation cover and species richness after recurrent forest fires in the Eastern Mediterranean ecosystem of Mount Carmel, Israel. *The Science of the Total Environment*, 572, 1395–1402. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.113>

Úbeda, X., Farguell, J., Francos, M., Mataix-Solera, J. (12-14 de septiembre 2023). *Los grandes incendios forestales y sus consecuencias en el suelo*. XXVIII Congreso de la Asociación Española de Geografía: Cambios, Retos y Adaptación. AGE y Universidad de La Rioja.

Úbeda, X., Lorca, M., Outeiro, L. R., Bernia, S., & Castellnou, M. (2005). Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, north-east Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 379. <https://doi.org/10.1071/wf05040>

Valdés, A., Herranz, J. (1989) Flora y vegetación briofítica de las zonas yesíferas de la provincia de Albacete. *Revista de estudios albacetenses*, 32, 39-62.

Vance, E. Brookes, P., Jenkinson, D. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. *Soil Biol Biochem* 19, 703-707.

Wade, D., Lunsford, J.D. (1989) A Guide for Prescribed Fire in Southern Forests, *USDA Forest Service Technical Publication R8-TP 11, Atlanta, GA*.

Walkley A. and Black I., (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*. 37, 29-38.

Wessel, A. (1988). On using the effective contact angle and the water drop penetration time for classification of water repellency in dune soils. *Earth Surface Processes and Landforms*. 13, 555-561.

- Whitman T., Whitman, E., Woollet, J., Flannigan, M.D., Thompson, D.K., Parisien, M.A. (2019). Soil bacterial and fungal response to wildfires in the Canadian boreal forest across a burn severity gradient. *Soil Biol. Biochem.*, 138. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107571>
- Woods, S. W., Birkas, A., & Ahl, R. (2007). Spatial variability of soil hydrophobicity after wildfires in Montana and Colorado. *Geomorphology (Amsterdam, Netherlands)*, 86(3–4), 465–479. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.09.015>
- Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Mayoral, A. M., Morales, J., & Mataix-Beneyto, J. (2007). Soil properties under natural forest in the Alicante Province of Spain. *Geoderma*, 142(3–4), 334–341. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.09.002>

